LA CONTAMINACION POR METALES PESADOS EN LA CIENAGA GRANDE DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO

NÉSTOR HERNANDO CAMPOS C.
Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. A. A. 1016, Santa Marta, Colombia.

Resumen

Se dan los resultados de los estudios sobre la contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Las determinaciones se realizaron en el material en suspensión, en los bivalvos *Crassostrea rhizophorae* e *Isognomon alatus* y en los peces *Cathorops spixii* y *Ariopsis bonillai.* Los análisis de los metales Cd, Zn y Cu en el material en suspensión permitieron determinar que las mayores descargas de estos metales se suceden principalmente desde el Río Magdalena a través del Canal del Clarín y de los ríos que fluyen del piedemonte de la Sierra Nevada de Santa Marta. La comparación de los contenidos en bivalvas permiten determinar la importancia de estos organismos como bioindicadores. Los análisis en las dos especies de peces mostraron una diferenciación en la capacidad de acumulación entre una y otra. Al comparar los contenidos de metales entre los diferentes tipos de muestras con los cambios en los contenidos en el material en suspensión y la salinidad, se observó que estos dos parámetros son principalmente los que controlan la biodisponibilidad de los metales y además afectan los procesos fisiológicos de los organismos, aumentando o disminuyendo la capacidad de bioacumulación.

Abstract

Results of the studies of heavy metals pollution in the Ciénaga Grande de Santa Marta are provided. The determinations have been done on the suspended matter, on the bivalves *Crassostrea rhizophorae* and *Isognomon alatus*, and in the fishes *Cathorops spixii* and *Ariopsis bonillai.* The analysis of Cd, Zn and Cu in the suspended matter led to determine that the discharges come principally from the Río Magdalena through the Canal del Clarín and the rivers coming from the Sierra Nevada de Santa Marta. Comparisons of the concentration in bivalves show the importance of this organisms as bioindicators. The analysis in both fish species show a difference in their capacity of accumulation. Comparison of the metals contents between different types of samples and the changes in the amount of suspended matter and salinity, showed that those parameters are the main controllers of metals biodisponibility, and also affect the physiological processes of the organisms, increasing or lowering the capacity of bioaccumulation.

Introducción

Ha sido aceptado que el transporte de elementos químicos al océano es influido principalmente por la descarga de los ríos, la deposición atmosférica y la actividad hidrotermal (Bruland, 1963 en Kremling, 1988). Además, más del 90% del material particulado en suspensión es depositado cuando las aguas de los ríos se mezclan con el agua de mar (Martin y Whilfield, 1983, en Kremling, 1988).

Los metales son de interés biológico por su papel como micronutrientes (Fe, Zn, Cu, Mn, Co y Mo) y como tóxicos (Cu, Hg, Ag, Cr, Cd, Zn y Ni).

La contaminación por metales pesados es una de las formas más peligrosas de contaminación del medio ambiente, ya que no son biodegradables (química o biológicamente), contrariamente a la gran mayoría de los contaminantes de tipo orgánico; además pueden ser acumulados en forma iónica o de compuestos orgánicos y permanecer en los organismos por largos períodos (Förstner y Müller, 1974). Los metales se encuentra en varios reservorios o compartimentos del sistema acuático -abióticos y bióticos-. Los primeros son los sedimentos depositados, el agua intersticial, el material suspendido y el agua superficial principalmente. Los sedimentos pueden aprovisionar al agua intersticial con concentraciones mayores de nutrientes y metales pesados y pueden influir la composición del agua superficial a través de procesos de difusión, consolidación, erosión y bioturbación (Salomons, 1985 en Salomons *et al.*, 1988). El aporte de metales del resevorio abiótico a los bióticos depende de su biodisponibilidad y del hábitat. Los organismos alimentadores de depósito, así como la meiofauna ingieren partículas sedimentarias y el agua asociada en los poros intersticiales, así como también los metales presentes en las bacterias de los sedimentos.

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es la laguna costera más grande e importante de Colombia. A su alrededor se encuentran localizados ocho asentamientos poblacionales dedicados principalmente a la extracción y comercialización de sus recursos pesqueros. Por su importancia tanto social, como económica ha sido centro de un gran número de estudios en todas las áreas de la oceanografía. Dentro de éstos, se han realizado varios trabajos sobre la problemática de la contaminación, la gran mayoría de ellos en el campo de los metales pesados (Campos, 1988a,b). Muchas de las concentraciones medidas para metales altamente tóxicos alcanzaron niveles superiores a los registrados para otros lugares del mundo (Campos, 1988a). La fuente principal de estas descargas son los ríos que allí drenan sus aguas, entre éstos el Río Magdalena (Campos, en prensa), de cuyo delta la CGSM forma parte y los ríos que fluyen del piedemonte de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) en la margen oriental.

Monitoreo de Metales en la Ciénaga Grande de Santa Marta

El estudio de la contaminación por metales pesados puede hacerse en agua, sedimentos o biota, cada uno de los cuales presenta ventajas y desventajas (Campos, 1988a). Los análisis en sedimentos y biota son relativamente fáciles de realizar, contrariamente con los de agua y las determinaciones en biota tienen la ventaja de ser más exactas y dar una mayor aproximación de la disponibilidad del metal. En la figura 1 se muestra la localización de cada una de las estaciones muestreadas. (Fig. 1)

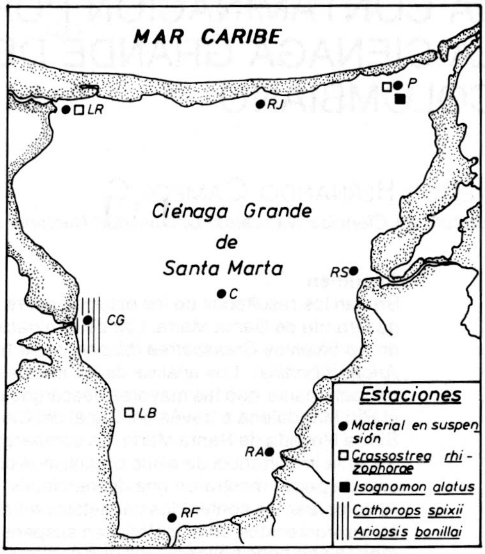

Figura 1. Localización de las áreas de muestreo del material en suspensión (letras mayúsculas), de la ostra comercial *Crassostrea rhizophorae* (C.r.), *Isognomon alatus* (I. a.) y de los peces *Ariopsis bonillai* y *Cathorops spixii*, en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Los estudios sobre la contaminación causada por la descarga de metales pesados dentro del área de la CGSM se iniciaron en 1982 (Campos, 1984). La metodología de estudio ha sido descrita en varios de los trabajos realizados para el área, Campos (1984 y 1988 a) da la metodología para bivalvos, Campos (1988 c) para peces y Campos (en prep.) para el material suspendido.

Material Suspendido

El material en suspensión es el principal producto de descarga de los ríos que desembocan en la CGSM. El Río Magdalena es la principal arteria fluvial colombiana; con una longitud de 1538 km recorre el país de sur a norte y descarga cerca de 234 x 10 ton/año de material sedimentario (Rodríguez, 1981) y es por lo tanto la principal fuente de descarga de material en suspensión, transportando además, los productos de desecho de origen doméstico e industrial del mayor número de

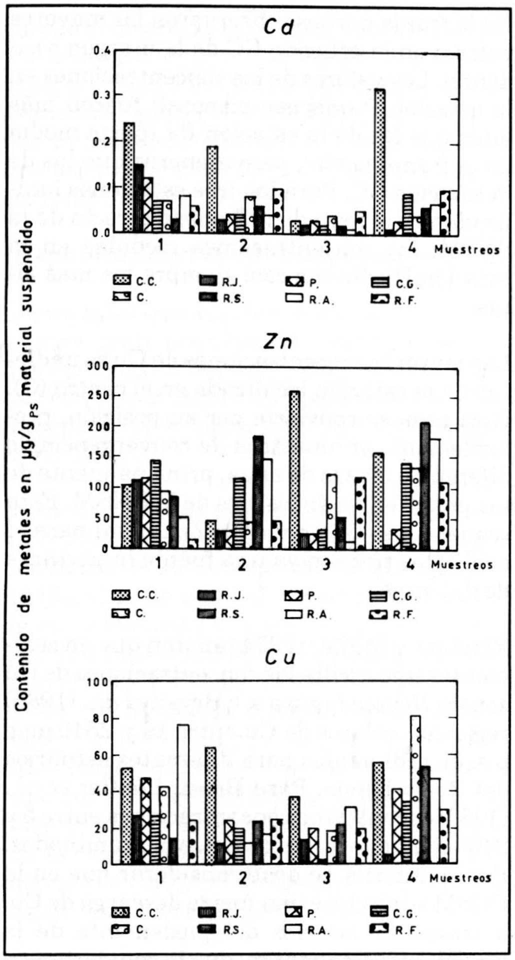

Figura 2. Contenido de Cd, Zn y Cu en µg/g p.s. del material en suspensión, para ocho estaciones durante cuatro muestreos en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

áreas industriales y poblacionales (Palacio, 1975).

La figura 2 resume los valores de las concentraciones de cadmio, zinc y cobre medidos en el material suspendido en ocho estaciones dentro de la CGSM, durante cuatro períodos de muestreo en un año (mayo de 1985 - febrero de 1986); se dan los valores en µg de metal /g peso seco del material en suspensión (tomado de Campos, en prensa). (Fig. 2)

CADMIO: las concentraciones más altas de Cd se midieron, para la mayoría de los muestreos, en la estación localizada en la boca del Canal del Clarín (CC), margen occidental, a través del cual el Río Magdalena entrega parte de su carga de agua a la CGSM.

En la franja norte de la CGSM se escogieron dos estaciones más: una en la parte media, en el Rincón del Jagüey (RJ) y otra en la margen oriental cerca al sitio de intercambio de agua con el mar (Boca de la Barra), frente a la población de Palmira (P). Las menores concentraciones se midieron en estas estaciones en comparación con los valores de la estación CC; entre las dos últimas estaciones (RJ y P), los valores fueron ligeramente mayores en la estación P.

En las estaciones localizadas cerca a las desembocaduras de los ríos del piedemonte de la SNSM, margen oriental, las diferencias entre las tres estaciones fueron menores, las concentraciones resultaron ligeramente mayores en la estación del Río Fundación (RF) y disminuyeron hacia el norte en las estaciones del Río Aracataca (RA) y el Río Sevilla (RS) sucesivamente.

Los valores encontrados en cada una de las estaciones muestreadas se compararon con los registrados para otras latitudes. Förstner y Müller (1974) consideran como normales concentraciones de 0.3 ppm (µ/g) en la fracción de las arcillas; Bryan *et al.*, (1985) registraron valores para Cd entre 0.3 y 12 µg/g p.s. en sedimentos de varios estuarios del Reino Unido; Pucci (1988) encontró valores entre 0.36 y 0.63 µg/g p.s. en sedimentos de Bahía Blanca, Argentina. Los valores medidos en la CGSM, con excepción de los del último muestreo en la estación CC, fueron siempre más bajos. Si se tiene también en cuenta que Pfeiffer *et al.*, (1988) manifiestan que 0.23 µg/g p.s. es ya un valor de sedimentos contaminados, se puede considerar que junto con el material suspendido, en la mayoría de las estaciones de la CGSM, sólo se produce una descarga menor y que la principal fuente de contaminación es el Río Magdalena a través del Canal del Clarín.

ZINC: para Zn se pudo determinar una fuerte descarga a través de las diferentes entradas de agua dulce. Para las tres estaciones localizadas sobre la franja norte se observó que las concentraciones fueron mayores en la estación CC (margen occidental) que en las otras dos estaciones (RJ y P), a excepción del primer muestreo (mayo), durante el cual las concentraciones fueron mayores en la estación P. Esta situación se debería principalmente al transporte que realiza el sistema de corrientes de agua de los ríos de la SNSM. En los primeros meses del año las corrientes se desplazan al norte, paralelas a la costa oriental y al llegar cerca de la Boca de la Barra giran hacia el occidente por acción de la corriente entrante desde el mar (Wedler *et al.*, 1978), barriendo de esta forma la estación P. Durante los meses de lluvia y debido a la fuerte descarga de agua dulce a través de los ríos, la corriente se desplaza en dirección a la Boca de la Barra hacia el mar.

Para las estaciones localizadas frente a los ríos de la SNSM, se midieron concentraciones altas, aunque menores que las de la estación CC. En el caso de Zn y contrariamente a Cd, para estas tres estaciones los mayores valores se midieron en la estación RS. La concentración medida durante el tercer muestreo en la estación RA fue además una de las menores.

Förstner y Müller (1974) dan valores de 95 ppm (µg/g p.s.) para las fracciones de arcillas; Bryan *et al.*, (1985) registraron valores entre 98 y 3510 µg/g p.s. para sedimentos de varios estuarios del Reino Unido; Pfeiffer *et al.*, (1988) registraron valores entre 5 y 2400 µg/g p.s. para sedimentos de sitios contaminados en el Brasil. Al comparar las concentraciones medidas en la CGSM con las registradas para estos lugares. Se pudo comprobar que la CGSM recibe una fuerte descarga de Zn a través de todas las vías de entrada de agua dulce.

COBRE: el rango de fluctuación de Cu en material suspendido para la CGSM es entre 2.48 y 80.99 µg/g p.s. Para este metal no se encontraron diferencias tan marcadas entre las principales fuentes de entrada de agua como para Cd y Zn. En la franja norte se observaron los mayores valores en la estación CC de la margen occidental. Los valores de las concentraciones en la estación P (margen oriental) fueron más altas que los de la estación RJ (parte media de la franja norte), pero menores que los de la estación CC. Para las tres estaciones localizadas en el área de influencia directa de la SNSM, las concentraciones medidas en la estación RA fueron casi siempre las más altas.

Las mayores concentraciones de Cu se midieron en la estación localizada en el centro (C). Esta zona se convierte por su posición, probablemente en una área de convergencia de diferentes masas de agua, principalmente de las procedentes de los ríos de la SNSM. Esta tendencia se observó para Zn, metal para el cual estos ríos son ya una fuente importante de descarga.

Förstner y Müller (1974) anotan que en sedimentos tipo arcilla las concentraciones de Cu son de 45 ppm (µg/g p.s.); Bryan *et al.*, (1985) registran valores de Cu entre 19 y 2540 µg/g p.s. en sedimentos para diferentes estuarios del Reino Unido. Para Brasil Pfeiffer *et al.*, (1988) encontraron concentraciones entre 5 y 2400 µg/g p.s. en sedimentos contaminados. Por lo anterior se debe considerar que en la CGSM se produce una fuerte descarga de Cu, a través de los ríos del piedemonte de la SNSM, principalmente, que la convierten en un área fuertemente impactada por este metal. Esto se debe probablemente a la gran actividad agroindustrial que allí se desarrolla y al posible uso de fungicidas a base de Cu en los cultivos de frutas y café.

Sedimentos

En el área de la CGSM se ha determinado el contenido de metales pesados en el sedimento tan solo una vez. Este trabajo se presentó como tesis de grado por una estudiante de la Universidad Nacional de Colombia. El sedimento fue colectado en seis estaciones dentro de la CGSM entre mayo de 1982 y febrero de 1983. Usme (1984) encontró valores máximos para Cd y Cu en la estación localizada en la boca del Caño Grande a través del cual se sucede el intercambio de agua entre la CGSM y el complejo lagunar del Pajaral, 24.88 ppm (μg/g p.s.) para Cu y 0.16 ppm (μg/g p.s. de sedimento) para Cd. Para las demás estaciones muestreadas los valores no alcanzaron niveles que la identifiquen como un estuario contaminado.

Disponibilidad de Metales para la Biota

Los metales trazas están presentes en el agua en una gran variedad de formas químicas, que incluyen iones libres, complejos inorgánicos, complejos orgánicos y adsorbidos sobre o incorporados al material particulado (Engel *et al.*, 1981).

Se ha demostrado que la toxicidad de Cd, Cu y Zn y la biodisponibilidad es altamente dependiente de su forma química. La biodisponibilidad de un metal disuelto no es el reflejo de su concentración total; tampoco la forma química más abundante es siempre la más importante biológicamente (Bryan *et al.*, 1985). Se ha comprobado que la respuesta biológica (toxicidad y acumulación) a los metales trazas disueltos, es una función de la concentración del metal en su forma de ion libre y que no está determinada solamente por la concentración total disuelta, sino también por la cantidad de complejos en ligantes orgánicos e inorgánicos.

Los procesos a través de los cuales se elevan la solubilidad y la movilidad de los elementos químicos unidos a la materia en suspensión, aumentan en general la disponibilidad biológica y la toxicidad (Förstner y Salomons, 1983). Salomons *et al.*, (1988) resumen así los procesos que afectan el fenómeno adsorción/desorción en condiciones estuarinas:

1. Oxidación, tanto de las partículas orgánicas que contienen los metales como de los sulfuros metálicos y desorción de metales superficiales, causados por una alta tasa de dilución.

2. Incremento de la clorinidad, que causa una competencia entre iones cloruro y las partículas suspendidas, por complexación de los metales disueltos.

3. Cambio en la turbidez (máxima) que ofrece sitios adicionales para la adsorción.

4. Cambios en el pH los cuales afectan significativamente los procesos de adsorción/desorción.

5. Formación de nuevo material particulado (hidróxidos de hierro y manganeso), como también el porcentaje de la materia orgánica disuelta en el agua intersticial.

6. Floculación de materia orgánica disuelta. El hecho de que partículas estuarinas cambien sus propiedades superficiales, consistentes con la formación de una película de macromoléculas, puede también afectar su propiedades de adsorción.

El Cd es tranportado por los ríos en gran parte como complejos en el material suspendido. Al llegar a los estuarios, la salinidad actua aumentando la cantidad de iones Cd disuelto en el agua (Förstner y Salomons, 1981). Con el aumento de la salinidad se disminuye la formación de complejos orgánicos debido al incremento en la concentración de Ca y Mg que compiten con los metales por los lugares de quelación (Engel *et al.*, 1981), pero con un incremento en la clorinidad crece la formación de complejos de cloruro de cadmio (Salomons *et al.*, 1988) lo cual disminuye la tasa de absorción por parte de los organismos, aun cuando Carpene y George (1981) sostienen que los complejos de cloro tienen constantes de estabilidad baja y que Cd es unido más firmemente a grupos sulfidril presentes en el lado interno de la célula, lo que facilita que el Cd externo se mueva fácilmente por difusión pasiva hacia el interior de la célula. La toxicidad de Cd está más relacionada con la concentración de iones libres, que con la concentración total. En el camarón *Palemonetes pugio* se encontró que la toxicidad de Cd disminuye con el incremento de la formación de complejos causado por el aumento en la salinidad (Engel *et al.*, 1985).

El Zn presenta un comportamiento semejante al Cd. La forma más biodisponible parece ser la forma iónica libre (Zn) (Bryan *et al.*, 1985). Contrariamente al comportamiento de

Cd la influencia de la salinidad sobre la adsorción por los cloruros es pequeña y el decrecimiento es debido principalmente a la competencia de la mayoría de los cationes y al incremento de la atracción iónica (Salomons *et al.*, 1988).

El Cu es uno de los metales que cumple funciones esenciales dentro de los organismos pero en exceso es un tóxico fuerte. Como para los metales Cd y Zn, para Cu también la forma más disponible para la biota es la iónica libre, como lo mostraron Zamuda y Sunda (1982), quienes hallaron que la acumulación de Cu en la ostra *Crassostrea virginica* es dependiente de la cantidad de iones de Cu libres en el agua.

Contrariamente al Cd y al Zn, que son complejados por formas inorgánicas, el Cu tiene una mayor afinidad por complejantes orgánicos; esta tendencia aumenta cuando sube el pH (Engel *et al.*, 1981) y decrece con el aumento de la salinidad. Esto último es debido a que con el aumento de la salinidad, se eleva la concentración de iones de Ca y Mg1 que compiten con los metales por los sitios de quelación.

Entre los mayores quelantes orgánicos naturales están los ácidos húmicos, que en los estuarios son responsables de la quelación del 10 % del Cu total, mientras que en los sistemas de agua dulce el porcentaje es mucho mayor (Moore y Ramamorthy, 1984).

El Material Suspendido y el Sedimento como Fuente de Metales Pesados

En los sistemas acuáticos, tanto las partículas del sedimento, como el material suspendido presentan metales pesados en concentraciones mucho más altas que el agua cirdundante. De otra parte el material suspendido y las partículas de sedimento constituyen la principal fuente de alimento para las especies detritívoras y filtradoras y/o suspensívoras. La ingestión de metales y los bajos niveles del pH del tracto digestivo contribuyen a que esta sea una de las principales vías de absorción de metales y probablemente las finas partículas oxidativas, la fuente más importante de metales disponibles para la biota (Bryan *et al.*, 1985).

Metales en Biota

En la CGSM se han venido adelantando monitoreos sobre el contenido de metales pesados en la biota presente en ella, con énfasis en bivalvos y peces.

BIVALVOS

En la CGSM se ha medido el contenido de metales de las partes blandas en dos especies de bivalvos. Para *Isognomon alatus* sólo se ha determinado una sola vez y en una sola estación (P) el contenido de Cd, Cu y Pb (Campos, 1988a). En la ostra comercial *Crassostrea rhizophorae* se ha realizado un monitoreo continuo desde 1980 en varias fases.

Crassostrea rhizophorae (Tabla 1, Fig. 3)

Las concentraciones de Cd presentan sus valores más bajos en los meses de la época de lluvia (octubre - diciembre) (2.04 µg/g p.s.) y los máximos para los meses de la época seca (enero - marzo) (11.3 µg/ g p.s.). Los valores máximos han correspondido a ostras colectadas en las estaciones localizadas sobre la margen occidental, que está sometida a la

Fase	Cd	Cu	Zn	Pb	Ag	Hg
I. 11.80	2.04	91.7	n.d.	1.69	n.d.	n.d.
II. 05.82-01.83.	2.48-10.20	5.86-42.80	n.d.	0.86-15.60	n.d.	n.d.
III. 01-03.87.	2.06-4.9	55.55-66.66	200.62-486.80	0.61-2.83	0.50-2.58	0.04-0.18
IV. 07.87.-06.88.	2.56-11.29	50.20-179.1	439.64-949.58	n.d.	n.d.	n.d.

n. d. = No medido

Tabla 1. Contenido de metales pesados en la ostra comercial *Crassostrea rhizophorae* durante las diferentes fases de muestreo en µ/g p.s., se dan los valores extremos (tomados de Campos, en prep.).

influencia de las descargas del Río Magdalena, como lo es la estación localizada en la boca del Canal del Clarín (CC) (Campos, en prensa). Durante los meses de comienzos de año se midieron en esta estación los mayores contenidos de Cd en el material suspendido, esta es la época en que se eleva la salinidad hasta alcanzar los valores normales altos entre febrero y marzo (Tabla 1) y el contenido de material en suspensión disminuye (Campos en prensa, en prep.).

El segundo metal que ha sido monitoreado es el Cu. Para este metal se han observado cambios entre una y otra fase de muestreo (Tabla 1). Contrariamente a Cd, para Cu las menores concentraciones no correspondieron siempre con una época (lluviosa o seca). Los valores medidos en el material colectado en noviembre de 1980 (91.7 μg/g p.s.) no solo está muy por encima de las concentraciones medidas posteriormente (27.95 μg/g p.s. en la estación P para la fase 82-83) (Campos, 1988a,b) sino que se sitúan muy cerca de los encontrados para el mismo período, pero de la fase 1987-1988 (92.50 en septiembre para la estación CC y 167.19 μg/g p.s. en noviembre para la estación P). Durante esta última fase de muestreo se ha detectado que las máximas concentraciones de Cu para todas las estaciones de la CGSM, se corresponden con los meses de la época seca (179.07 μg/g p.s. para el mes de marzo) (Campos, en prep.). Campos (1988a) comparó los contenidos de Cu en *Crassostrea rhizophorae* medidos hasta 1982 con los registrados en varios lugares del mundo. En ese momento los contenidos de Cu no alcanzaban los valores registrados para diferentes invertebrados en otros lugares del mundo. Los resultados más recientes muestran un aumento acelerado de los contenidos de Cu, que sitúan a la CGSM como un lugar con una fuerte carga de Cu y a la ostra como a un organismo con un alto grado de contaminación por Cu.

El Zn ha empezado ha ser medido tan solo desde 1987. Los primeros resultados mostraron concentraciones de 691.04 para la estación CC y 654.37 μg/g p.s. para la estación de Palmira (Campos, en prep.). En estas dos estaciones se ha monitoreado este metal también entre julio de 1987 y junio de 1988. En la estación CC los valores fluctuaron entre 439.64 μg/g p.s. (para el mes de diciembre) y 668.16 μg/g p.s. (para el mes de marzo); en la estación P, estos valores fluctuaron entre 594.13 (para el mes de junio de 1988) y 949.58 μg/g p.s. (para el mes diciembre de 1987). Estos valores muestran una alta descarga de Zn para la CGSM, si se comparan con los registrados por Bryan *et al.*, (1985) en *Mytilus edulis* de varios estuarios del Reino Unido, entre 45 y 579 μg/g p.s. Moore y Ramamoorthy (1984) anotan que en aguas contaminadas, los residuos de Zn en invertebrados bentónicos alcanzan valores entre 20 y 200 μg/g p.s.

Además de estos tres metales se ha podido determinar el contenido de Pb. Las mayores concentraciones han sido medidas para los meses de lluvia (final de año) 3.63 μg/g p.s. en la estación P (Campos, 1988b) y los menores valores para los meses de la é poca seca (enero), 1.04 μg/g p.s. para la estación P y 1.18 para la estación CC. Los valores medidos en la ostra están por debajo de los registrados por Bryan *et al.*, (1985) para el bivalvo *Scrobicularia* plana de diferentes estuarios del Reino Unido y alcanzan los registrados por estos autores para *Macoma balthica* de esa región (entre 8 y 3000 μg/g p.s., para la primera y entre 2 y 36 μg/g p.s. para la segunda especie).

También se han determinado los metales Ag y Hg durante una sola fase, de enero-marzo de 1987; los valores para Ag fluctuaron entre 1.04 y 2.83 μg/g p.s. para la estación P y entre 1.26 y 1.69 μg/g p.s. para la estación CC. Para ese metal han sido registrados valores entre 0.1 y 5.3 μg/g p.s. en *Mytilus edulis* y entre 0.29 y 6.4 μg/g p.s. en *Crassostrea virginica* de los Estados Unidos (Goldberg *et al.*, 1983), lo cual permite observar que este metal no representa una descarga importante en la CGSM. Los contenidos de Hg fueron muy bajos , entre (0.04 y 0.09 μg/g p.s. para la estación P y entre 0.05 y 0.18 μg/g p.s. para la estación CC), si se tiene en cuenta que Bryan *et al.* (1985) registraron valores entre 0.14 y 0.90 μg/g p.s. en *Scrobicularia plana* y

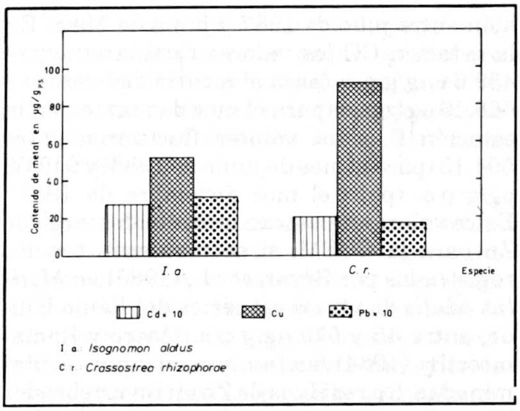

Figura 3. Comparación entre los contenidos de Cd, Pb (valores aumentados 10 veces) y Cu en µ/g p.s. para la ostra comercial *Crassostrea rhizophorae* (C.r.) e *Isognomon alatus* (I.a.).

entre 0.12 y 1.03 µg/g p.s. para *Macoma balthica* de varios estuarios del Mar del Norte.

Isognomon alatus

Para este bivalvo solo se ha determinado el contenido de Cd una vez. La determinación se efectuó en material colectado durante el mes de noviembre y el valor fue muy cercano al encontrado en la ostra (2.04 µg/g p.s.) (Campos, 1988a).

El contenido de Cu ha sido determinado tan solo una vez. El valor medido fue menor al hallado la ostra comercial durante la misma época; 52.30 para ésta y 91.7 µg/g p.s. para la ostra (Campos, 1988a)

Pb es el tercer metal medido en *I. alatus*. Contrariamente a los valores para los anteriores metales, el de Pb fue mayor al medido en la ostra para esta época, 3.11 en *I. alatus* y 1.69 µg/g p.s. en la ostra (Campos, 1988a), pero sigue siendo inferior a los valores registrados para las especies del Mar del Norte (Bryan *et al.*, 1985) (Fig. 3).

PECES

Los monitoreos del contenido de metales pesados en peces de la CGSM se limitan a tan solo dos especies, el chivo mapalé (*Cathorops spixi*) (Campos, 1988c) y el chivo cabezón (*Ariopsis bonillai*). Las determinaciones se han hecho en músculo y en hígado.

Las especies de chivo en la CGSM son varias, pertenecientes a la familia *Ariidae*, las cuales son explotadas comercialmente, razón por la cual se las ha incluido en los programas de estudio de la contaminación en la CGSM por parte de la Universidad Nacional de Colombia y el Instituto de Investigaciones Marinas de Punta de Betín "Jose Benito Vives de Andreis" -INVEMAR- (Fig. 4)

Cathorops spixi

En esta especie de chivo han sido determinadas las concentraciones de varios metales, Cd, Cu, Ag, Zn y Pb.

Campos (1988c) analizó el contenido de los metales mencionados durante cuatro muestreos entre el 15 de enero y el 15 de marzo de 1987 y comparó los valores medidos con los registrados para especies de hábitos parecidos. Se comprobó que el chivo mapalé presenta niveles de Cd semejantes a los registrados para lugares con descargas relativamente importantes de este metal(Bryan *et al.*, 1985).

Para Cu los valores medidos en el chivo mapalé son semejantes a los descritos por Moore y Ramamoorthy (1984) para peces como típicos de lugares con aguas extremadamente contaminadas (2.6 - 4.35 µg/g p.s. en músculo).

Los valores de las concentraciones de Zn fluctuaron entre 7.75 y 32.86 µg/g p.s., que se sitúan entre los registrados para peces de aguas contaminadas, como *Platicthys flesus* de varios estuarios del Mar del Norte (Bryan *et al.*, 1985).

Las concentraciones de Pb fluctuaron para el chivo mapalé entre 0.17 y 0.31 µg/g p.s. en músculo, los valores registrados por Bryan *et al.*, (1985) para peces de varios estuarios del Reino Unido fluctuaron entre 0.33 y 0.4 µg/g p.s., que son ligeramente superiores a los registrados en el chivo mapalé de la CGSM. En relación a este metal Moore y Ramamoorthy (1984) anotan también que especies omnívoras de peces contienen concentraciones entre 0.09 y 1.78 µg/g p.s.

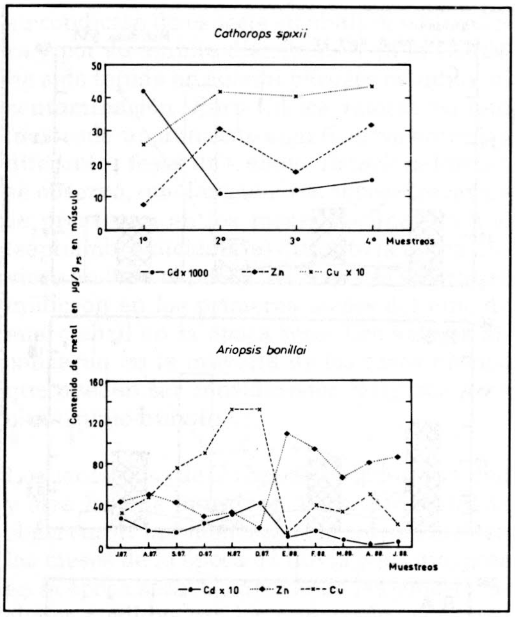

Figura 4. Contenido de los metales Cd, Zn y Cu en los peces *Cathorops spixii* y *Ariopsis bonillai* de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Los valores fueron aumentados (multiplicado) o disminuidos (dividido) en algunos casos, estos cambios se indican en las gráficas. Para la primera especie se hicieron cuatro muestreos a comienzos de 1987 y para la segunda once entre julio de 1987 y junio de 1988.

Ariopsis bonillai

Esta especie fue involucrada en los estudios de contaminación tan sólo recientemente. En los peces de esta especie han sido analizados los metales Cd, Zn y Cu.

Los contenidos de Cd fluctuaron entre 0.24 y 4.25 µg/g p.s. de músculo. Los valores encontrados para esta especie están muy por encima de los valores registrados para *C. spixi* (Campos, 1988c). Bryan *et al.*, (1985) registraron concentraciones entre 0.05 y 0.10 µg/g p.s. en músculo de *P. flesus* de varios estuarios del Mar del Norte, Moore y Ramamoorthy (1984) registran valores superiores a 0.5 en diferentes especies de peces a lo largo de las costas de los Estados Unidos.

Los valores de Cu fluctuaron para esta especie en la CGSM entre 1.31 y 13.29 µg/g p.s. en músculo. Las mayores concentraciones medidas en *A. bonillai* son muy superiores a las de *C. spixi* (Campos, 1988c). Comparando estos valores con los registrados para *P. flesus* del Mar del Norte (Bryan *et al.*, 1985), se observó que aquellos están muy por encima. Además, Moore y Ramamoorthy (1984) anotan que concentraciones superiores a 6 µg/g p.s. en músculo son características de aguas muy contaminadas.

Para Zn los valores fluctuaron entre 18.37 y 109.40 µg/g p.s. Las concentraciones medidas en el chivo mapalé (*C. spixi*) están por debajo de las encontradas en el chivo cabezón (*A. bonillai*). Para este metal Bryan *et al.*, (1985) registraron valores entre 8.1 y 22.9 µg/g p.s. para *P. flesus* del Mar del Norte y Moore y Ramamoorthy (1984) registraron valores superiores a 84 µg/g p.s. en peces del Mediterráneo.

Conclusiones

Es claro que la CGSM está siendo afectada directamente por la descarga de contaminantes y en este caso por metales pesados.

Las principales fuentes de contaminación son los ríos que fluyen del piedemonte de la SNSM y las descargas periódicas del Río Magdalena a través del Canal de Clarín y el complejo lagunar del Pajaral en la margen occidental.

El análisis del contenido de metales en el material en suspensión mostró una entrada significativa para Cd desde el Río Magdalena a través del Canal del Clarín (CC). La entrega de Zn se sucede por todas las vías de descarga de agua dulce, siendo por lo general superiores los valores en el material en suspensión procedente del Río Magdalena. Para Cu la descarga se sucede principalmente desde los ríos del piedemonte de la SNSM, durante gran parte del año; el origen principal del Cu, es probablemente la gran actividad agroindustrial que se desarrolla sobre el piedemonte de la SNSM y el posible uso de fungicidas a base de Cu en cultivos de banano, café y frutales en general.

La dispersión de estos contaminantes es debida en gran parte al transporte del material

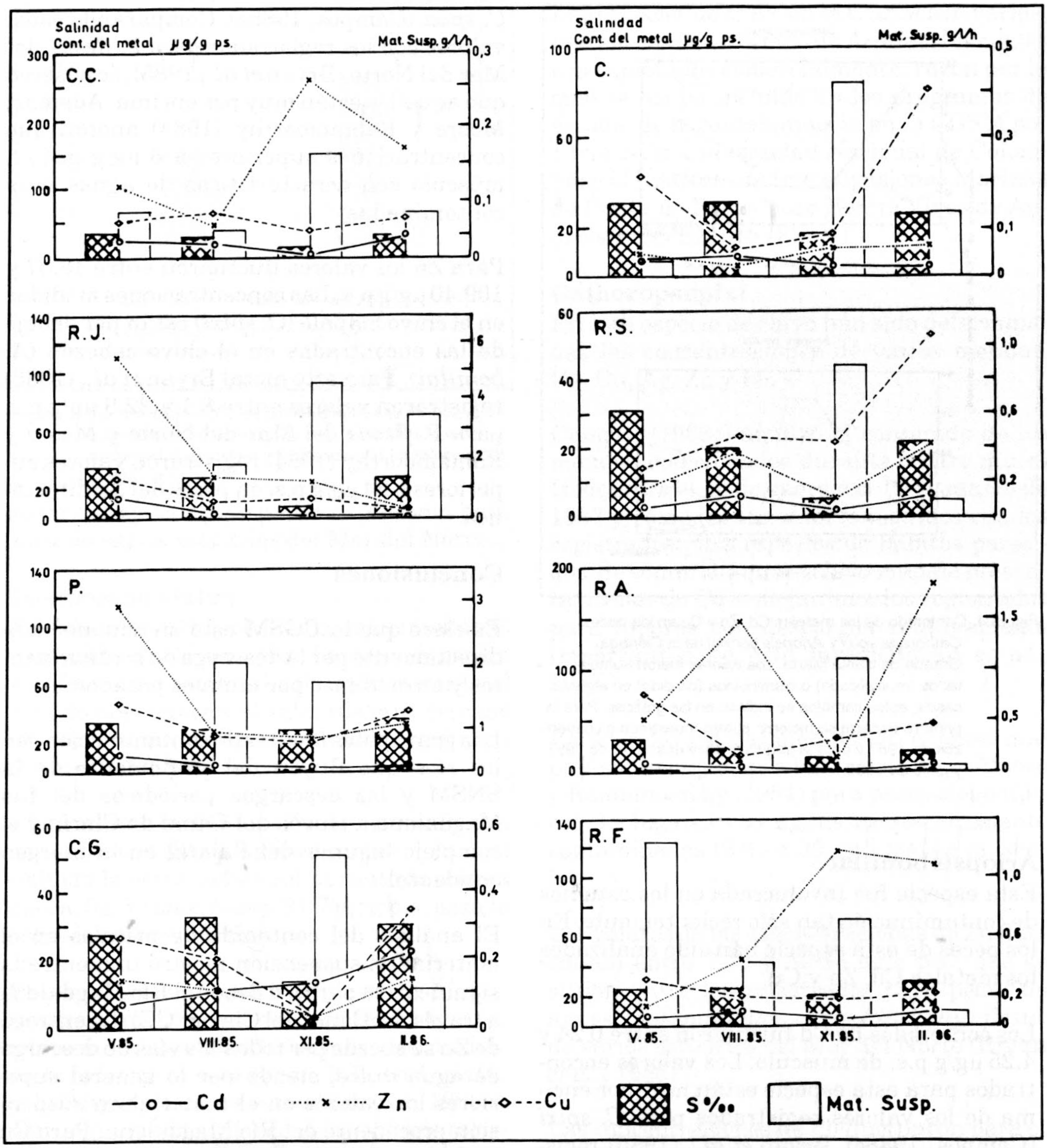

Figura 5. Comparación de los cambios en los contenidos de los metales Cd, Zn y Cu en µg/g p.s. en el material en suspensión (lineas), con los cambios de éste (Mat. susp.) en g/l/h (gramos de material suspendido por litro en una hora, barras vacias) y la salinidad (barras cuadriculadas, S o/oo), en ocho estaciones de la CGSM. Los contenidos de los diferentes metales debieron ser aumentados (multiplicados) o disminuidos (divididos) en algunos casos (en la estación RJ, CC, RA, C, y RF Cd se aumentó 100 veces y para CG, RS y P 10 veces; el valor de ZN se disminuyó 10 veces en las estaciones RS, CG, C, P y RJ; y el de Cu se aumentó 10 veces tan sólo en las estaciones RJ y P.).

en suspensión por las corrientes de agua. En la estación localizada en el centro se observaron altos contenidos de Zn y Cu principalmente. Por el sistema de corrientes el área central es un lugar de convergencia de residuos y en especial de los procedentes del piedemonte de la SNSM.

La ostra comercial (*C. rhizophorae*) es un organismo que por su importancia comercial, su condición de especie eurihalina y filtradora y por su amplia distribución en la CGSM ha sido tenida en cuenta para los estudios en contaminación. Para Cd los valores no han mostrado un aumento significativo entre las diferentes fases de trabajo. Estacionalmente se observó, que las menores concentraciones se presentan en los meses de final de año (septiembre-diciembre) durante la época lluviosa en todo el país y los mayores valores se midieron en los primeros meses del año, de enero-abril en la época seca. Los valores alcanzaron en la mayoría de los casos niveles que pueden ser considerados riesgosos para el consumo humano.

Los contenidos de Cu han fluctuado entre una y otra fase de muestreo. Para este metal se observaron las menores concentraciones en los meses de la época de lluvia y las mayores en la época seca. Comparando las concentraciones medidas con los registrados por otros autores en varios lugares del mundo, se puede concluir que en la CGSM se está produciendo una fuerte descarga de Cu semejante a lugares altamente contaminados con este metal.

Aunque Zn no se ha medido durante todas las fases, los resultados permiten observar, como en los anteriores metales, que las menores concentraciones se presentan en la época lluviosa y las mayores en la época seca. En la mayoría de las determinaciones, las concentraciones alcanzaron valores semejantes a los registrados por otros autores como de aguas contaminadas.

Además de estos tres metales se midieron las concentraciones de Pb, Ag, y Hg. (Fig. 5) Contrariamente a las concentraciones de Cd, Cu y Zn, los valores menores de Pb se detectaron en la época seca y los mayores en la lluviosa. La explicación a este comportamiento es la localización de las estaciones en el lado interno del dique que separa a la CGSM del mar y sobre el cual se construyó la carretera, que une la ciudad de Ciénaga con la de Barranquilla; y a que los vientos alisios que soplan en los meses de la época seca (a partir de diciembre hasta abril), desde el noreste con velocidades de aproximadamente 17 m/s barren todos los desechos de la combustión de la gasolina de los automotores en dirección suroeste, posteriormente en época lluviosa y por las precipitaciones y por la escorrentía son depositados a lo largo del costado norte de la CGSM.

Para Ag y Hg no se observó una descarga significativa. Las concentraciones de Ag se sitúan alrededor de los valores más bajos registrados por varios autores de lugares contaminados. Hg mostró valores que fueron en varios casos hasta una décima potencia mas bajos a los encontrados en varios estuarios con problemas de contaminación.

Isognomon alatus presentó valores semejantes a los de la ostra para Cd, menores para Cu y mayores para Pb. Esta especie fue tenida en cuenta solamente para la primera fase de muestreo, porque su distribución está limitada a la zona estuárina de la CGSM, parte nororiental.

Las especies de peces de la familia *Ariidae* son organismos de comportamiento estuarino, con capacidad de resistir el agua de mar, son además detritívoras hasta alcanzar su madurez sexual. *Cathorops spixi* y *Ariopsis bonillai* son las dos especies más abundantes dentro de la CGSM de esta familia y son por lo tanto de interés comercial. De las dos, *A. bonillai* ha mostrado una mayor capacidad para acumular metales pesados que la otra especie, pues las concentraciones de los diferentes metales medidos fueron mayores siempre. Las concentraciones medidas fueron superiores a las registradas por varios autores para especies de áreas contaminadas y de hábitos semejantes a los de la familia *Ariidae*.

La disponibilidad de metales para la biota está regulada principalmente por los factores ambientales. En la época lluviosa se produce una descarga de material en suspensión tanto orgánico, como inorgánico, que actua como quelante para los metales. Durante la temporada de lluvias que corresponde con las menores salinidades se midieron en general los contenidos de metales más bajos en los diferentes organismos (Fig. 5). A partir de enero y con el inicio de la época seca a finales de diciembre, al disminuir la entrada de agua dulce a la CGSM y por consiguiente de material en suspensión, se eleva la salinidad contribuyendo así a aumentar la concentración de iones libres de los metales, entre estos Cd, Cu y Zn, que son las formas más disponibles para ser acumulados por la biota. La salinidad afecta además de la concentración en forma iónica de los metales, el metabolismo de los organismos. Los organismos que habitan en estuarios están capacitados a través de procesos de selección natural para resistir las fluctuaciones características de la salinidad y la temperatura. La tasa de filtración de los organismos está relacionada más directamente con el consumo de oxígeno afectando la capacidad de filtración (McKenney & Neff, 1981). Las branquias constituyen un lugar importante para la absorción de metales. Carpene & George (1981) encontraron que el proceso de toma de Cd es por difusión. Campos y Escobar (en prep.) determinaron un aumento de la tasa de filtración con el aumento de la salinidad en la ostra (*C. rhizophorae*)

Agradecimientos

Expreso mis agradecimientos al DAAD (Agencia de Intercambio de Estudiantes Alemán) que financió mis viajes a Alemania, a COLCIENCIAS y a la Universidad Nacional de Colombia, que financiaron los proyectos de investigación, al Institut für Meereskunde de la Universidad de Kiel (R.F.A.) y al Departamento de Química de la Universidad Nacional de Colombia, donde se realizaron los análisis y al INVEMAR donde se procesaron las muestras. Al Prof. H. Theede quien fue mi director de tesis y a mis compañeros Dr. Hernando Sánchez, Arturo Acero y Jairo Plata, que revisaron el manuscrito.

Literatura Citada

Bryan, G.W., W.J. Langston, L.G. Hummerstone & G.R. Burt. 1985. A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. Mar. Biol. Assoc. U. K. Ocas. Pub. 4 : 1 - 92.

Campos, N.H. 1984. Zur Belastung einiger Muschelarten von der karibischen Küste Kolumbiens mit Schwermetallen. Diss. Christian-Albrechts-Universität Kiel, R.F.A. 116 p.

Campos, N.H. 1988a. Selected bivalves for monitoring of heavy metals in the Colombian Caribbean. *In:* U. Seeliger, L.D. de Lacerda & S.R. Patchineelam (E.). Metals in coastal environments of Latin America. Springer Verlag, Berlin: 270 - 275.

Campos, N.H. 1988b. La ostra *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) como bioindicador de metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Rev. Cont. Amb, 11 (20) : 33 - 41.

Campos, N.H. 1988c. Contenido de metales en el chivo mapalé *Cathorops spixi* en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Memorias VI. Seminario Nacional Ciencias del Mar, Bogotá, Dic. 5-6 y 7, C.C.O.: 305-313.

Campos, N.H. (en prensa).Entrada y transporte de metales pesados con el material suspendido en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Rev. Cont. Amb. 22.

Campos N.H. (en prep.). La ostra comercial de la Ciénaga Grande de Santa Marta *Crassostrea rhizophorae* y la problemática de la contaminación por metales.

Campos, N.H. & A.R. Escobar (en prep.). Efectos de la salinidad sobre la tasa de filtración de la ostra comercial *Crassostrea rhizophorae* de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Carpene, E & S.G. George. 1981. Absorption of cadmium by gills of *Mytilus edulis* (L.). Mol. Physiol. 1 : 23 - 34.

Engel, D.W., W.G. Sunda & B.A. Fowler. 1981. Factors affecting trace metal uptake and toxicity to estuarine organisms. I. Environmental parameters. *In:* F.J. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg & W.B. Vernberg. (E.). Biological monitoring of marine polutants. Academic Press, New York: 127 - 143.

Förstner, U & G. Müller. 1974. Schwermetalle in Flüssen und Seen. Springer Verlag, Berlin.

Förstner U. & W. Salomons. 1983. Freisetzung schädlicher Metal- verbindungen aus Sedimenten. Geowissensch. unserer Zeit. 1 (2) : 37 -45.

Goldberg, E.D., M. Koide, V. Hodge, A. Russel & J. Martin. 1983. Mussel watch: 1977 - 1978 results on trace metals and radionuclides. Estuar. Coast. Shelf Sci. 16 : 69 - 93.

Kremling, K. 1988. Metal cycles in coastal environments. *In:* U. Seeliger, L.D. de Lacerda & S.R. Patchineelam. (E.). Metals in coastal environments of Latin America. Springer Verlag, Berlin, : 199 - 214.

McKenney, C.L.Jr. & J.M. Neff. 1981. The ontogeny of resistance adaptation and metabolic compensation to salinity and temperature by the caridean shrimp, *Palaemonetes pugio*, and modification by sublethal zinc exposure. *In:* F.J. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg & W.B. Vernberg. (E.). Biological monitoring of marine pollutants. Academic Press, New York, : 205 - 240.

Moore, J.W. & S. Ramamoorthy. 1984. Heavy metals in natural waters. Springer Verlag, New York.

Palacio, F.J. 1975. Colombia: Perspectivas sobre sus recursos acuáticos vivos continentales y la contaminación de sus aguas. Tercer curso de capacitación FAO/SIDA sobre la contaminación de las aguas en relación con la protección de los recursos vivos. Lima, Peru, 10 Feb. - 22. Marzo, 1975.

Pfeiffer, W.C., M. Fiszman & L.D. de Lacerda. 1988. Heavy metal surveys in Brazilian coastal environments. *In:* U. Seeliger, L.D. de Lacerda & S.R. Patchineelam. (E.). Metals in coastal environments of Latin America. Springer Verlag, Berlin: 3-8.

Pucci, A.E. 1988. Heavy metals in water and sediments of the Blanca Bay, Argentina. In: U. Seeliger, L.D. de Lacerda & S.R. Patchineelam. (E.). Metals in coastal environments of Latin America. Springer Verlag, Berlin: 9 - 15.

Rodriguez, A. 1981. Marine and coastal environmental stress in the widder Caribbean region. Ambio, 10 (6): 283 - 294.

Salomons, W., H. Kerdijk, H. van Pagee, R. Klomp & A. Schreur. 1988. Behaviour and impact assessment of heavy metals in estuarine and coastal zones. *In:* U. Seeliger, L.D. de Lacerda & S.R. Patchineelam. (E.). Metals in coastal environments of Latin America. Springer Verlag, Berlin: 157 - 198.

Usme, S. 1984. Evaluación de los niveles de contaminación por cobre y cadmio en sedimentos procedentes de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis Univ. Nal. Colombia, Bogotá.

Wedler, E., L. Perez & J. Palacio. 1978. Informe proyecto de ostricultura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Inf. INVEMAR-COLCIENCIAS Santa Marta.

Zamuda, C.D. & W.G. Sunda. 1982. Bioavailability of dissolved copper to the american oyster *Crassostrea virginica*. I. Importance of chemical speciation. Mar. Biol. 66: 77 - 82.